

1. 基本情報

区分	森林	担当者名	熊谷博史
タイトル (英文)	A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests III. Cs-137 uptake and release by vegetation		
タイトル (和文)	森林の放射性核種の挙動を予測する三次元確率論的モデルⅢ、植生によるセシウム 137 の取り込みと放出		
キーワード	Forest ecosystems; Radioactivity		
著者	Mitchell T. Berg, Larry J. Shuman		
文献	Ecological Modelling 83 (1995) 387-404		

(1) 対象地域

特定の調査研究対象地域は無く、仮想の実験地と条件でシミュレーションをしている。

(2) 重要な図表

Part I で示した森林における放射性核種の挙動を示した三次元確率論的モデルを用いて、本研究では森林植生内の Cs-137 の長期挙動をシミュレートした。森林植生を、維管束植物、腐生性真菌 *saprophytic fungi*、共生菌 *symbiotic fungi*、着生植物 *Epiphytes* (地衣類 *lichen*、苔 *moss*) に区分し、吸収・移動・放出に関連する主要なプロセスやメカニズムを記述した。

2. 森林植生による Cs-137 の取り込み

Cs-137 の吸収をモデル化するために、森林植生は、着生植物、維管束植物、菌類に区分した。

2.1. 着生植物

2.2. 維管束植物と菌類

マルコフ過程として、土壌溶液から根への移動は模式的に示される(Fig. 1)。

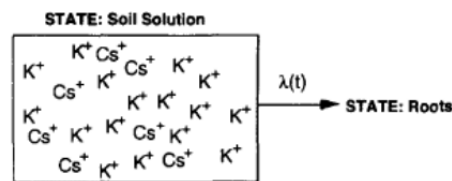


Fig. 1. Pool of potassium and radiocesium ions which are undergoing the same jump processes from state 0 to state 1 at an overall rate of λ(t).

土壌溶液から根への放射性セシウムの移動確率は次式で近似される。

$$\text{Prob} \left[S_i^t (X, \text{soil solution}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X, \text{roots}) \right] = \lambda_{Cs} (t) \Delta t \quad (4)$$

放射性セシウムは、林冠において、維管束植物の葉の中に分散によっても取り込まれる。その移動確率は次式で表される。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{soil solution}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{roots})\right] = \lambda_{\text{foliage}}(t) \Delta t \quad (5)$$

2.3. 維管束植物と菌類による K+要求の評価

放射性セシウムの維管束植物の根からの吸収と、菌類による吸収は放射性セシウムが K+と類似物として起る。森林土壌セル内の維管束植物、共生菌、腐生性真菌による K+要求量を定義すると、i 番目のセルにおける K+吸収のジャンププロセスの速度パラメータが次のように与えられる。

$$\lambda_{\text{root},i}(t) = P^* D_{\text{root},t}(t) \quad (14)$$

$$\lambda_{\text{sym},i}(t) = P^* D_{\text{sym},t}(t) \quad (15)$$

$$\lambda_{\text{sapro},i}(t) = P^* D_{\text{sapro},t}(t) \quad (16)$$

3. 森林植物内の Cs-137 の転流のモデル化

植物内の Cs-137 の転流は、維管束植物と菌類で起る。

3.1. 維管束植物

Cs の存在場所の変化は樹液流によって引き起こされる。樹液流速 V_{sap} と時間 t での粒子の初期の位置 X が与えられると、微小時間後の樹液内の粒子の位置の変化は次式となる。

$$S_i^t(X, \text{sap}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X + V_{\text{sap}} \Delta t, \text{sap}) \quad (18)$$

樹液を通じて放射性セシウム粒子は、植物内で取り込まれる。放射性セシウムが樹液を通して取り込まれる確率は次式で表される。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{sap}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{incorporated in plant})\right] = R_{\text{Cs/K-sap}} \lambda_w(t) \Delta t \quad (19)$$

樹液中の放射性セシウム粒子は幹内の植物細胞内には取り込まれないが、棘や葉に取り込まれる。その移動確率は次式で表される。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{sap}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{foliage})\right] = R_{\text{Cs/K-sap}} \lambda_f(t) \Delta t \quad (20)$$

また、成長時期末期で、棘や葉に存在した K+は、維管束植物の樹液へと引き戻される。その移動確率は次式で表される。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{foliage}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{sap})\right] = R_{\text{Cs/K-foliage}} \lambda_b(t) \Delta t \quad (21)$$

3.2. 菌類

放射性セシウム粒子の転流は菌類でも起りうる。腐生性真菌については、一旦粒子が菌糸態に取り込まれると、菌類の不活性部分に移動する。腐生性真菌の活性部から不活性部への移動確率は回帰速度に比例するとして次式で表される。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{fungi(active)}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{fungi(inactive)})\right] = T_{\text{over}} \Delta t \quad (27)$$

共生菌によって取り込まれた放射性セシウム粒子は、共生する周辺根域において取り込まれ、その成長体へと輸送される。成長体へ取り込まれる放射性セシウムの移動確率は、菌根菌の成長体の相対質量に依存する。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{mycorrhizal mycelium}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{fruit body})\right] = \frac{M_{\text{fruit}}}{M_{\text{fruit}} + M_{\text{mycor}}} \quad (28)$$

4. 森林植生による Cs-137 の放出のモデル化

維管束植物、菌類、epiphytes 着生植物に取り込まれた Cs-137 は時間とともに放出される。植生から栄養塩を放出する移動は、主に二つの作用になる。大気降水経由の leaching 洗脱と、植物の枯死である。

4.1. 洗脱

植生からの放射性セシウム粒子放出の移動は、ジャンププロセスとしてモデル化されるが、この移動の大部分は降雨によって引き起こされる。降雨による粒子の移動速度は Eq.29 で与えられる。

$$\lambda_{\text{precip}}(\beta(t)) = k_1 \left[1.0 - e^{-k_2 \beta(t)} \right] \quad (29)$$

$k_1=0.3$ 、 $k_2=0.078$ としたときの洗脱速度の関係が Fig. 2 に示されている。

Eq. 29 のポアソンの速度パラメータを利用して、降雨によって放出される粒子の移動確率が求められる。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{absorbed to canopy}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{ground / epiphytes})\right] = \lambda_{\text{absorb}}(\beta(t)) \Delta t \quad (30)$$

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{incorporated in foliage}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{insoluble})\right] = \lambda_{\text{leach}}(\beta(t)) \Delta t \quad (31)$$

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{epiphytes}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{soil solution})\right] = \lambda_{\text{epiphytes}}(\beta(t)) \Delta t \quad (32)$$

腐生性真菌の不活性部からの放出と土壤溶液への戻りによる移動は、土壤溶液による洗脱と土壤生物による消費の関数として表現できる。腐生性真菌の不活性部から土壤溶液への移動確率は次式で表される。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{saprophytic fungi(inactive)}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{soil solution})\right] = \lambda_{\text{sapro}}(\text{Flux}(t)) \Delta t \quad (34)$$

4.2. 植物の枯死

植物が枯死した後に、symbiotic fungi 共生菌に取り込まれた粒子は次第に地中へと放出される。維管束植物からの放射性セシウムの放出は、葉の死亡と分解の為に起こる。林冠からの放射性セシウムの放出モデルは、木のタイプ（落葉樹と針葉樹）によって分けた。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{mycorrhizal fungi}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{soil solution})\right] = T_{\text{mycor}} \Delta t \quad (35)$$

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{symbiotic fruit body}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{litter(insoluble)})\right] = T_{\text{fruit}} \Delta t \quad (36)$$

落葉による針葉から土壤への移動確率は次式で与えた。

$$\text{Prob}\left[S_i^t(X, \text{needle}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t}(X, \text{litter(insoluble)})\right] = R_{\text{Cs/K-leaf-eq}} \lambda_{\text{needle}} \Delta t \quad (37)$$

5. ベースラインシナリオのデータ

ベースラインシナリオで森林植生内の Cs-137 の吸収・転移・放出の為に用いられたパラメータは、植物成長・K+要求・洗脱データに関するものである。

5.1. 植物成長データとカリウム要求データ

樹木の成長速度の評価に必要なパラメータはその値とともに Table 1 に示されている。樹木、共生菌、腐生性真菌の K+要求に関連するパラメータはそれぞれ Table 2、Table 3、Table 4 に示されている。

5.2. 洗脱のデータ

林内雨 (throughfall) と樹幹流 (Stem flow) の割合は Table 5 に示されている。樹木の洗脱速度を Eq.29 で決める際に使用したパラメータ k_1, k_2 は Table 6 に示される。

Fig. 3 には、林冠に吸収された放射性セシウムの挙動のモデル予測を示している。沈着した放射性セシウムの 65%以上が当初、林冠層の針葉によって途中で捕捉されているが、やがてトラップされた粒子は林冠から浸出し、最初の 2 年のうちに全ての粒子が林冠から出てくると予測される。またその関係は、指数型の崩壊モデルで表現できること、その半減期が約 2.85 月であることがわかる。

Fig. 4, Fig. 5 には苔類中に存在する活性放射性セシウムの割合を予測した結果が時間経過で示されている。苔類中に存在する活性割合は、5 か月目に最大値 (約 17.5%) をとる。この Cs-137 のピークが生じる理由は、林冠から粒子が時間遅れで流出するためである。しかし苔類中の濃度が高く飽和状態になると、放射性セシウムが植物から放出されるときは速度は増加する。この放出の速度増加は、放射性セシウムの過剰割合が減少するまで起こる。(Fig.5 に示したように 1 年間) 約 1 年後に苔類中の放射性セシウムの活性割合は、約 12.25% と比較的安定になる。

このような挙動は着生地衣類についても生じる (Fig. 6)。地衣類については約 5 ヶ月後に放射性セシウムのピークの割合が約 3.1% に達し、定常状態では約 2.1% になる。

Fig. 7,8 には樹木中の Cs-137 の予測割合が示されている。結果では約 7 ヶ月で樹木中の Cs-137 の割合がピークを取り約 1.57% になる。このピークの後には放射性セシウムの割合は定常状態まで減少し、時間経過から 2-3 年で約 0.25% になる。初期の数か月における放射性セシウムの吸収は、主に林冠針葉を通じて、そして樹液中へのセシウムの移動によって起こる。放射性セシウムの移動には時間がかかるために、樹木の根による吸収は 4 ヶ月までは生じない。

Fig. 9 には木による吸収の初期 4 年間の経時変化を示している。さらにモデルによると約 13 年後、樹木の根の吸収は休止すると予測された。

saprophytic fungi (腐生性真菌)、symbiotic fungi (共生菌) の放射性セシウムの予測割合の経時変化 Fig. 10,11 に示されている。どちらも放射性セシウムの濃度ピークは初期沈着から 15 ヶ月内に生じる。ピークの後、腐生性真菌、共生菌ともに、放射性セシウムの割合は 0 にまで減少する。腐生性真菌については、放射性ピークの割合は 0.11% (15 ヶ月後頃に生じる) で、13 年後にゆっくりと 0 にまで減少すると予測された。共生菌内の放射性セシウムも同じ傾向を示し、全活性割合の約 0.35% のピークを 12 ヶ月頃に示し、ゆっくりと 16,17 年の間に 0 にまで減少する。最大ピーク後の fungi 内の放射性セシウム割合の低下は、土壌中の K に対する放射性セシウムの低下と、不活性菌類からのセシウムの浸出の両

方によるものである。

他の研究においても、長期間の森林植生採取を通じての森林に沈着した Cs137 の挙動を調査している。最近では、チェルノブイリ原発事故の後沈着した Cs-137 によって汚染された森林のモニタリングは、森林植生の汚染に関する多くのデータを明らかにしてきた。Table 7 では、文献で報告されたモデル結果を比較している。また、モデル結果とデータの直接に比較はできないことに注意してほしい。モデル結果と観測データの間でオーダーを比較する程度にとどめたほうがよい。

2. 提言につながる情報

(1) モニタリングへの活用

(2) 流出挙動・経路

(3) 除染の際の留意点

(4) 担当者のコメント

(担当者が特に重要と感じた点やコメントなどを記載)

公開されていないモデルなので実用性には問題があるが、モデルに用いられたパラメータの出典は有用であると考えられる。